Der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* in Wien

W. BITTERMANN

Abstract

The Stone Crayfish *Austropotamobius torrentium* in Vienna.

Starting 1987, twenty brooks in Vienna were investigated to establish the existence of stone crayfish *Austropotamobius torrentium* populations, or whether (re)stocking is possible. A. *torrentium* populations were detected in three watercourses. In four other brooks, water quality and soil structure seemed highly suitable for stocking or restocking programs.

The restocking program started 1991 by setting out 30 egg carrying females and 20 males in Hainbach in spring and 100 males and females in autumn, respectively. Between 1992 and 1995, the program was continued by restocking the Eckbach, the Steinbach and the Halterbach in the same way. All animals were kept for 6 to 16 days in aquariums to eliminate sick individuals.

More recent observations in Halterbach demonstrated that natural restocking from small spring areas is possible even after many years disappearance in the main watercourse. Therefore the program was stopped 1995.

Stapfia 58,
zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums,
Neue Folge Nr. 137 (1998), 29-36

Einleitung

Zwischen 1987 und 1995 wurden die Wiener Bäche im Auftrag der Wiener Magistratsabteilung 22 (Natur- und Umweltschutz) hinsichtlich des Vorkommens des Steinkrebses untersucht. Folgende 20 Bäche wurden 1987/88 bezüglich des Vorkommens von *Austropotamobius torrentium* überprüft: Arbesbach, Dornbach, Eckbach, Grenzbach, Grünauerbach, Gütenbach, Hainbach, Halterbach, Kräuterbach, Lainzerbach, Liesing, Mauerbach, Petersbach, Rosenbach, Rotwasser, Schreiberbach, Steinbach, Waldbach, Wienfluss und Wurzbach.



Abb. 1: Ein für den Steinkrebs ideal strukturierter Abschnitt des Eckbaches.

Im Gütenbach, Kräuterbach und dem Dornbach konnten in diesem Zeitraum Steinkrebspopulationen nachgewiesen werden.

In 4 Bächen, in denen keine Populationen des Steinkrebses nachgewiesen werden konnten, die aber hinsichtlich Bachstruktur und Wasserqualität jedoch für diesen gefährdeten Vertreter der heimischen Fauna geeignet waren, wurden Wiederansiedlungsversuche mit niederösterreichischen Tieren durchgeführt.

Nachfolgende Beobachtungen im Halterbach zeigten jedoch, daß trotz mehrjährigem Verschwinden der Tiere aus dem Hauptbach und den größeren Nebengerinnen eine natürliche Wiederbesiedlung durch Restpopulationen aus den Quellbereichen durchaus möglich ist.

Populationserhebungen

Um Steinkrebspopulationen nachzuweisen, wurden folgende Vorgangsweisen gewählt:

Begehen der Bäche, um ihre Eignung als Lebensraum für A. *torrentium* zu überprüfen. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf die ausreichende Existenz geeigneter Unterschlupfmöglichkeiten gelegt, da diese neben der Wasserqualität das Hauptkriterium für die Besiedelung eines Gewässers mit Steinkrebsen darstellen (SCHULTZ & KIRCHLEHNER 1984).

Suchen von A. *torrentium* in geeigneten Bachabschnitten durch Umdrehen von Steinen. Diese Methode dient zur raschen Orientierung und ist die sicherste Möglichkeit, auch Jungtiere zu erfassen sowie das Geschlechtsverhältnis unabhängig von möglichen Aktivitätsunterschieden zu erheben.

Begehen geeigneter Bachabschnitte bei Nacht. Die aktiven Krebse sind im Lichtkegel einer Taschenlampe gut zu finden.

Anködern und Fangen mittels Krebsteller und -reusen. Diese Methode sollte das Übersehen von Populationen mit geringer Individuendichte verhindern und wurde daher bei Bächen angewandt, bei denen die anderen Nachweismethoden negative Ergebnisse erbrachten. Sie wurde vor allem an Stellen eingesetzt, an denen die Wassertiefe eine optische Kontrolle unterband.

Drei Bäche, der Waldbach, der Schreiberbach und der Petersbach sind vollständig reguliert und konnten nach einer einmaligen Begehung ausgeschieden werden. Von den restlichen untersuchten Bächen konnten nur im Gütenbach, im Dornbach und im Kräuterbach Steinkrebspopulationen nachgewiesen werden. Da bei allen übrigen untersuchten Bächen zwischen drei und fünf Nachtfänge an für Steinkrebse gut strukturierten Bachab-

schnitten versucht wurden und auch mehrmalige Anköderung erfolglos blieb, wurde ein rezentes Vorkommen von *A. torrentium* zum damaligen Zeitpunkt mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen. Spätere Beobachtungen am Halter-, Dorn- und Gütenbach zeigten jedoch starke Populationsschwankungen in den Hauptgerinnen. Im Halterbach konnte nach dem Zusammenbruch einer gut etablierten Population Anfang der Achtzigerjahre mehrere Jahre kein Steinkrebsvorkommen nachgewiesen werden.

In zwei von drei Bächen, in denen Steinkrebspopulationen nachgewiesen werden konnten, dem Gütenbach und dem Dornbach, wurde eine semiquantitative Abschätzung der Populationsdichte durchgeführt, indem im Gütenbach 8 und im Dornbach 5 ausgewählte 10-m-Abschnitte besammelt wurden. Die Fangstrecken wurden so gewählt, daß der Anteil unterschiedlicher Strukturen in diesem Bereich deren Zusammensetzung im gesamten Bachbereich möglichst genau widerspiegelt. Die 8 Abschnitte im Gütenbach wurden in der Nacht vom 23. auf den 24. Juli 1987, die 5 im Dornbach in der Nacht vom 24. auf den 25. Juli 1987 abgesucht. Bei beiden Populationen wurde das Geschlechtsverhältnis sowohl bei einem Nachtfang, im Gütenbach auch bei einem Tagfang bestimmt, um etwaige geschlechtsspezifische Aktivitätsunterschiede zu erfassen (BOHL 1989a).

Im Gütenbach wurde ferner versucht, die Zusammensetzung der Fischfauna durch mehrmalige Begehung zu erfassen.

Die Ergebnisse der Populationsdichteerhebung (Tab. 1, 2) zeigen deutlich die inhomogene Verteilung von *A. torrentium* und unterstreichen die entscheidende Rolle der Bachstruktur. Diese Ergebnisse stimmen weitgehend mit jenen einer Untersuchung des Steinkrebses im Spintikbach in Kärnten überein (SCHULTZ & KIRCHLEHNER 1984). Die in beiden Bächen relativ hohe Dichte von durchschnittlich 0,9 Individuen/Fließmeter und die augenscheinlich ausgewogene Größenverteilung lassen auf stabile Populationen schließen.

Das Geschlechtsverhältnis ist in beiden Populationen in etwa gleich (Tab. 3). Signifikante Unterschiede zwischen Tagfang (inaktive Tiere) und Nachtfang (aktive Tiere) konnten trotz entsprechender Literaturhinweise

Tab. 1:
Siedlungsdichte von *A. torrentium* im Gütenbach, 10-m-Abschnitte. 1 = Untergrund vorwiegend Feinsediment, Strömung sehr gering. 2, 4, 6, 7 = stark strukturierte Abschnitte mit Kolken und Stillwasserzonen. 3, 8 = gerade, seichte Bachabschnitte mit starker, gleichmäßiger Strömung, Bachbett gleichmäßig zugepflastert.

Abschnitt	1	2	3	4	5	6	7	8	Δ
Individuen	2	15	0	9	13	21	8	3	8,5

Tab. 2:
Siedlungsdichte von *A. torrentium* im Dornbach, 10-m-Abschnitte. 1, 2 = stark strukturierte Abschnitte mit Kolken und Stillwasserzonen. 3, 4, 5 = gerade, seichte Bachabschnitte mit gleichmäßiger Strömung.

Abschnitt	1	2	3	4	5	Δ
Individuen	26	12	1	5	2	9,2

Tab. 3:
Geschlechtsverhältnis von *A. torrentium*.

		m:w	n
Gütenbach	Nachtfang	2,33:1	50
	Tagfang	2,57:1	25
Dornbach	Nachtfang	2,75:1	45

(BOHL 1986) nicht beobachtet werden. Interessant ist allerdings, daß SCHULTZ & KIRCHLEHNER (1984) im Spintikbach ein umgekehrtes Geschlechtsverhältnis feststellten.

Im Gütenbach konnten vier Fischarten nachgewiesen werden: Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Schmerle (*Neomacheilus barbatulus*), Koppe (*Cottus gobio*).

Tab. 4: Physikalisch-chemische Wasserparameter.

Parameter	Bereich
Temperatur in °C	1,9–21,6
pH-Wert	8,1-8,4
°dH Carbonat	11,5-15
°dH gesamt	18-23,5
Chlorid mg/l	10-20
O_2 mg/l	9,4-12,2
O_2 % Sättigung	91- 30
NH_4 mg/l	0,1-0,55
NO_2 mg/l	0,0-0,04
NO_3 mg/l	1-15
PO_4 mg/l	0,0-0,11

m = männlich,
n = Anzahl der Individuen,
w = weiblich

Wasseranalysen

Die Wasseranalysen wurden mit dem Ziel durchgeführt, jene Bäche auszuweisen, die neben geeigneten Strukturen auch eine ausreichende Wasserqualität besitzen, um einer anzusiedelnden Steinkrebspopulation das Überleben zu ermöglichen. Als Referenz wurde die Wasserqualität jener Bäche herangezogen, in denen *A. torrentium* vorkommt.

Folgende physikalische und chemische Parameter wurden als Kenngrößen herangezogen (Tab. 4): Temperatur, pH-Wert, Wasserhärte, Sauerstoff- und Chloridgehalt sowie die Belastung mit Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat. Letztere sind gute Indikatoren für ein Belastung durch Haushaltsabwässer und Landwirtschaft.

Diese Befunde decken sich mit den von BOHL (1987) in bayrischen Krebswässern gemessenen Werten.

Wiederansiedlung des Steinkrebses *Austopotamobius torrentium* in Hain-, Eck-Stein- und Halterbach 1991-1995

Die 1987 und 1988 durchgeführten Bachbegehungen und die Wasseranalysen wiesen 5 Bäche – den Eckbach, Grünauerbach, Hainbach, Halterbach und Steinbach – für eine Wiederansiedlung von *A. torrentium* als geeignet aus (BITTERMANN 1991).



Abb. 2: Eiertragendes Weibchen des Steinkrebses.

Nach einer nochmaligen Überprüfung im Frühjahr 1990, bei der vor allem auf das Vorkommen und die Vielfalt geeigneter Strukturen geachtet wurde (Abb. 1), fiel die Entscheidung für einen ersten Wiederansiedlungsversuch auf den Hainbach, einen Seitenbach des Mauerbaches im 14. Wiener Gemeindebezirk (BITTERMANN 1992).

Ein anfängliches Problem war die Tatsache, daß viele Populationen in der näheren Umgebung Wiens in den letzten Jahren erloschen bzw. die Populationsdichte so stark abgenommen hat, daß eine Entnahme von eiertragenden Weibchen nicht zu vertreten war. Im Erlauftal in der Nähe von Scheibbs konnte jedoch ein Bach - der Saffenbach - gefunden werden, der eine genügend hohe Populationsdichte aufwies, welche die Entnahme einer ausreichenden Individuenzahl erlaubte, ohne den Bestand zu gefährden.

Am 1. April 1991 wurden 30 eiertragende Weibchen (Abb. 2) und 20 mittelgroße Männchen (ca. 8-9 cm Körperlänge) gefangen und in Hainbachwasser gehältert. Die Hälterung wurde einerseits durchgeführt um die Tiere an den Hainbach zu gewöhnen - aus der Literatur war zu entnehmen, daß die Krebse an den Wasserchemismus ihrer Wohngewässer geprägt sind und beim Umsetzen abzuwandern versuchen (HOFFMANN 1980) – und andererseits um mögliche Infektionen noch vor dem Aussetzen zu diagnostizieren. Die Gesamthälterungsdauer betrug zwischen 6 und 22 Tagen, die Eingewöhnung in Hainbachwasser zwischen 0 und 16 Tagen. Bei keinem der Tiere konnten Krankheitssymptome beobachtet werden, die Tiere erweckten einen äußerst vitalen Eindruck.

Eiertragende Weibchen wurden ausgesetzt, da mit wenigen Individuen ein maximaler Ansiedlungserfolg garantiert wird. Die Jungkrebse schlüpfen im wiederzubesiedelnden Gewässer und sind daher auf jedenfall an den vorherrschenden Wasserchemismus geprägt. Die Männchen wurden ausgesetzt um nach der angestrebten erfolgreichen Adaptation schon im nächsten Jahr neuerlich Nachwuchs zu produzieren. Der Besatz erfolgte im Oberlauf, nahe der Quelle, um den Schlupf der Krebsbrut im Hainbach auch bei einer nicht auszuschließenden Abwanderung der ausgebrachten Weibchen zu garantieren.

Da mittlerweile eigene Beobachtungen und Wiederansiedlungsversuche des Steinkrebses in Bayern – 4 von 6 Projekten verliefen erfolgreich (BOHL 1989b) – gegen eine Abwanderung von *A. torrentium* aus geeigneten Bachabschnitten sprachen, wurde ein Nachbesatz mit je 100 Weibchen und Männchen vorgenommen.

Da die Ansiedlung im Hainbach erfolgversprechend verlief, wurde 1992 mit einem Besatz des Eckbaches nach der selben Methode begonnen. Im Gegensatz zum Hainbach handelt es beim Eckbach eindeutig um eine Wiederbesiedlung, da frühere Fundmeldungen aus diesem Gewässer vorliegen und in zwei benachbarten und mit dem Eckbach verbun-

denen Gerinnen, dem Dorn- und dem Kräuterbach, noch im wesentlichen stabile Steinkrebspopulationen existieren. Die Eignung des Eckbaches konnte ferner bereits 1991 durch einen Besatz mit 30 Steinkrebsmännchen im September und 2 Kontrollen im Spätherbst, bei denen jeweils mehrere Individuen wiedergefunden wurden, praktisch nachgewiesen werden. Ein Abwandern war mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit auszuschließen.

Durch intensive Suche war es ferner gelungen drei weitere Populationen in Niederösterreich nachzuweisen, die dicht genug waren, um eine Entnahme größerer Individuenzahlen problemlos zu verkraften.

Aufbauend auf den in den letzten Jahren gewonnen Erfahrungen wurde die Erneuerung der Steinkrebspopulationen in Wiener Bächen 1993 mit der Wiederbesiedlung des Steinbaches fortgesetzt und 1995 mit der des Halterbaches abgeschlossen.

Der seither kontinuierliche Nachweis von Steinkrebsen im Eck- und Steinbach deutet auf einen Erfolg der Wiederbesiedelungsmaßnahmen hin. Vor allem im Eckbach kann die hohe Populationsdichte durchaus als Erfolg gewertet werden. Im Gegensatz dazu ist die Population im Hainbach zusammengebrochen. Die große Anzahl toter Individuen im Frühjahr 1994 läßt das Auftreten der Krebspest als nicht unwahrscheinlich erscheinen. Da ein Nachweis dieser Pilzerkrankung nur an frisch toten Tieren gelingt und in Österreich derzeit aufgrund fehlender Infrastruktur nicht möglich ist, konnte dieser Verdacht nicht verifiziert werden. Da die Krebspest durch verschiedenste organische Substanzen übertragen werden kann, sind auch Fische und Wasservögel mögliche Infektionsquellen. Damit sind auch isolierte Populationen wie die im Hainbach potentiell gefährdet. Untersuchungen in Bayern belegen darüber hinaus, daß ein Befall durchaus verzögert auftreten kann. Dort wurden weitgehend krebspestresistente Kamberkrebse gemeinsam mit hochempfindlichen Edelkrebsen gehältert. 17 Tage geschah nichts. Dann häuteten sich die Kamberkrebse und 2 Tage später waren alle Edelkrebse tot. Verletzungen, die bei der Häutung auftraten, setzten offensichtlich die Sporen von *Aphanomyces astaci*, dem Erreger der Krebspest, frei, und es kam zum Ausbruch der Seuche.

Eine weitere Gefahr droht den heimischen Krebspopulationen von Aquarianern. Im Zoofachhandel wird seit einigen Jahren der dekorative Amerikanische Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii*) angeboten (Abb. 3). Dieser im Südosten der USA (Louisiana swamps) beheimatete Flußkrebs ist wie alle amerikanischen Arten weitgehend gegen die Krebspest resistent und meist damit infiziert. Wenn nun Aquarianer die Krebse, die als stark grabende Form das Aquarium umpflügen, auf „tierfreundliche" Art in Bächen „entsorgen", ist bei einer vorhandenen Krebspopulation der Ausbruch der Seuche garantiert. Darüber hinaus besteht die Gefahr, daß die Tiere in wärmeren Gewässern überleben und eingebürgert werden.



Abb. 3:
Der im Zoofachhandel immer wieder angebotene *Procambarus clarkii* ist ein gefährlicher Überträger der Krebspest.

Andererseits bedeutet selbst das Auftreten der Krebspest nicht unbedingt das Erlöschen der Population, da der Infektionsdruck nur wenige Tage besteht. In stark durchströmten Gewässern ist daher der Weiterbestand einer Restpopulation – vor allem bachaufwärts des Infektionsherdes - durchaus möglich. Das würde das Auffinden von 3 Tieren nach dem Auftreten der vermuteten Epidemie im Hainbach erklären. Diese Beobachtung läßt den Schluß zu, daß die Population zwar stark ausgedünnt wurde aber nicht vollständig zusammengebrochen ist. Dies insbesondere unter dem Aspekt,



Abb. 4:
Steinkrebsmännchen bei einem nächtlichen "Landausflug".

daß auch in anderen Wiener Bächen – aber nicht nur in diesen – starke Populationsschwankungen und hohe Sterberaten im Frühjahr ohne erkennbare Ursache zu beobachten waren (Gütenbach 1985 und 1986). Ferner konnte im Hauptgerinne des Halterbaches trotz intensiver Suche mehrere Jahre lang kein einziges Exemplar gefunden werden, während die Population bis 1995 wieder im Hauptgerinne nachzuweisen war. Diese natürliche Wiederbesiedlung erfolgte, wie bereits oben erwähnt, durch Restpopulationen aus den Quellbereichen einiger Zubringer. Die bereits begonnenen Besatzmaßnahmen im Halterbach wurden danach sofort abgebrochen.

Aussagen über einen Erfolg aber auch ein Scheitern von Besatzmaßnahmen können frühestens drei bis fünf Jahre nach deren Durchführung gemacht werden und auch ein scheinbar gutes Aufkommen der eingesetzten Tiere ist, wie das Beispiel Hainbach beweist, kein 100%iger Erfolgsnachweis. In einer sich gut entwickelnde Population steigt die Gefahr des Ausbruches der Krebspest stark an. So konnten etwa im Frühjahr 1997 in jenen Bereichen des niederösterreichischen Saffenbaches, in denen noch im Herbst 1996 eine extrem dichte Population existierte, kein einziger Steinkrebs gefunden werden. Da jedoch auch keine der als Infektionsherde anzusehenden nordamerikanischen Arten nachzuweisen waren, besteht die Hoffnung, daß sich die Population, ausgehend von quellnahen Restbeständen, wieder etabliert.

Aquarienbeobachtungen

Während der Kartierung 1987/88 beschränkten sich die Laborarbeiten auf die Haltung von Steinkrebsmännchen unterschiedlichen Alters in einem Freilandaquarium, um mögliche Haltungsprobleme bezüglich Temperatur, Nahrungsangebot, Wasserqualität und Aquariengestaltung rechtzeitig zu



Abb. 5:
Sohlschwellen wie diese im Hainbach stellen für bachaufwärts wandernde Steinkrebse kein ernstliches Hindernis dar.

erfassen. Dies erschien nötig, um Ausfällen bei geplanten Besiedlungsprojekten vorzubeugen. Die eiertragenden Weibchen, die zur Eingewöhnung einige Zeit in (mit Wasser der Zielbäche beschickten) Aquarien gehältert wurden, durften nur in geringer Zahl entnommen werden, um die Spenderpopulation nicht unnötig zu belasten; Ausfällen muß daher möglichst vorgebeugt werden. Die Hälterung von Steinkrebsen erwies sich als vollkommen unproblematisch.

Beobachtungen an den gehälterten Steinkrebsen ergaben, daß die Tiere während ihrer nächtlichen Aktivitätsphasen regelmäßig das Wasser verließen und den (Abb. 4) Algen- und Pilzaufwuchs (?) auf den Steinen und Ästen, die als Strukturelemente in die Hälterbecken eingebracht wurden, abweideten. Dieses Verhalten konnte auch bei parallel gehaltenen Edelkrebsen beobachtet werden und stimmt mit Beobachtungen bei Dohlenkrebsen *Austropotamobius pallipes* in Kärnten überein, die in vegetationslosen Bächen vorkommen und nachts zum „Grasen" an Land gehen (SCHULZ 1984). Dieses Verhalten ist eine mögliche Erklärung dafür, wie scheinbar unüberwindbare Hindernisse wie gemauerte Schwellen mit frei abstürzendem Wasser – wie im Hainbach tatsächlich beobachtet – überwunden werden können (Abb. 5).

Zusammenfassung

Seit 1987 wurden zwanzig Wiener Bäche auf Vorkommen bzw. die Möglichkeit der Wiederansiedlung des Steinkrebses (*Austropotamobius torrentium*) untersucht. In drei Wasserläufen wurde der Steinkrebs nachgewiesen, vier weitere erschienen in Wasserqualität und Bodenstruktur für eine Wiederansiedlung geeignet.

Im Frühjahr 1991 begannen die Wiederansiedlungen mit 30 eitragenden Weibchen und 20 Männchen im Hainbach, im Herbst folgten 100 Männchen und Weibchen. 1992 bis 1995 wurde das Programm im Eckbach, Steinbach und Halterbach in gleicher Weise durchgeführt. Dabei wurden alle Tiere 6-16 Tage in Aquarienquarantäne gehalten, um die Einschleppung von Krankheiten zu vermeiden.

Jüngere Untersuchungen im Halterbach zeigten, daß eine natürliche Wiederbesiedlung durch Restpopulationen aus den Quellbereichen einiger Zubringer erfolgte. Die bereits begonnenen Besatzmaßnahmen im Halterbach wurden daher 1995 abgebrochen.

Literatur

BITTERMANN W. (1991): Der Steinkrebs (*Astacus torrentium* SCHRANK) in Wien: Vorkommen und (Wieder)Ansiedlungsmöglichkeiten. — Österr. Fischerei **8/9**: 200-205.

BITTERMANN W. (1992): (Wieder)Ansiedlung des Steinkrebses (*Astacus torrentium* SCHRANK) im Hainbach. — Österr. Fischerei **2/3**: 54-57

BOHL E. (1987): Gewässereigenschaften als Voraussetzung für den Erhalt von Fluß-Krebsbeständen. — Innsbruck Alpen-Fisch '**87**: 114-128.

BOHL E. (1989a): Neuere Erkenntnisse über die Situation der Flußkrebse in Bayern. — Bayerische Fischereigespräche, Heft **6**: 105-111.

BOHL E. (1989b): Untersuchungen an Flußkrebsbeständen. — Bericht Bayr. Landesanstalt Wasserforschung, Wielenbach.

HOFFMANN J. (1980): Die Flußkrebse. — P. Parey, Hamburg, Berlin.

SCHULZ N. (1984): Dohlenkrebs - Verbreitung und Lebensweise. — Sportfischer in Österreich, Heft **1**: 11.

SCHULZ N. & W. KIRCHENLEHNER (1984): Der Steinkrebsbestand *Astacus torrentium* (SCHRANK) im Spintikbach (Kärnten, Österreich). — Österr. Fischerei **2/3**: 47-57.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Wolfgang BITTERMANN
ÖSTAT, Abt. 8 – Umwelt
Hintere Zollamtstr. 2b
A-1033 Wien
Austria
e-mail: wbittermann@oestat. gv. at